

李飞跃, 吴旋, 李俊锁, 等. 畜禽粪便生物炭固碳量、养分量的估算及田间施用潜在风险预测[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(9): 2202–2209.
LI Fei-yue, WU Xuan, LI Jun-suo, et al. Assessment of carbon sequestration and nutrient resources by turning animal manure into biochar and its potential environmental risk for field application[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(9): 2202–2209.

畜禽粪便生物炭固碳量、养分量的估算 及田间施用潜在风险预测

李飞跃^{1,2}, 吴旋¹, 李俊锁¹, 谢越^{1,2}, 范行军^{1,2}, 蔡永兵^{1,2}, 赵建荣^{1,2}

(1. 安徽科技学院环境科学与工程系, 安徽凤阳 233100; 2. 安徽莱姆佳生物科技股份有限公司生物炭与农田土壤污染防治安徽省重点实验室, 安徽蚌埠 233400)

摘要:为了探讨畜禽粪便转化为生物炭后固碳量、养分量及田间施用潜在风险, 选取了牛粪、猪粪和鸡粪为主要畜禽粪便原料制备生物炭, 通过对其产率、碳含量、养分含量及重金属含量的分析, 结合畜禽粪便产量数据, 估算了畜禽粪便转化生物炭后固定碳的量和养分的量, 并对其田间施用潜在的重金属污染风险进行预测。结果发现: 我国2015年主要畜禽粪便总产量达到 1.90×10^9 t, 其全部转化为生物炭后, 固碳量达到 3.51×10^8 t, 相当于我国约17.2%的碳排放量; 此外, 固定的总养分量为 1.73×10^8 t, 氮、磷(P_2O_5)和钾(K_2O)分别占总养分的32.6%、46.8%和20.6%。然而, 畜禽粪便生物炭中Cu、Zn和Cd的含量超标严重, 特别是猪粪生物炭中Cd的含量高达 $34.36 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 超标极其严重不能直接还田。研究表明, 畜禽粪便转化为生物炭是一种有效固定碳和养分的方法, 但也存在重金属污染的潜在环境风险, 需对其作进一步评估。

关键词: 畜禽粪便; 生物炭; 碳排放; 养分; 重金属

中图分类号: X713 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2019)09-2202-08 doi:10.11654/jaes.2019-0025

Assessment of carbon sequestration and nutrient resources by turning animal manure into biochar and its potential environmental risk for field application

LI Fei-yue^{1,2}, WU Xuan¹, LI Jun-suo¹, XIE Yue^{1,2}, FAN Xing-jun^{1,2}, CAI Yong-bing^{1,2}, ZHAO Jian-rong^{1,2}

(1. Department of Environment Science and Engineering, Anhui Science and Technology University, Fengyang 233100, China; 2. Anhui Province Key Laboratory of Biochar and Cropland Pollution Prevention, Anhui Laimujia Biotechnology Co., Ltd, Bengbu 233400, China)

Abstract: Fresh dairy, swine, and chicken manure were collected and pyrolyzed at 500 °C under an oxygen-limited condition for biochar production. The yield and total C, N, P, K, and heavy metal content of these manure-based biochars were investigated to estimate the potential environmental benefits and risks of these manures being converted to biochar followed by agricultural use. Based on the normal production of animal manure, the yield of biochar from these three manures, and the C content in the corresponding manure-based biochars the C sequestration amount increased to 3.51×10^8 t if all animal manures (1.90×10^9 t in total in 2015) were converted to biochar. This value was equivalent to about 17.2% of the national total C emissions. Moreover, these biochars exhibited high NPK nutrient content with 1.73×10^8 t in total, of which N, P(P_2O_5), and K(K_2O) accounted for 32.6%, 46.8%, and 20.6%, respectively. However, our analysis showed that

收稿日期: 2019-01-07 录用日期: 2019-03-19

作者简介: 李飞跃(1983—), 男, 安徽蚌埠人, 博士, 副教授, 从事生物炭及其环境生态效应方面的研究。E-mail: lifeiyue0523@163.com

基金项目: 国家重点研发计划项目(2017YFD0200808); 国家自然科学基金青年科学基金项目(21607002, 41705107); 安徽省自然科学基金项目(1708085QD85, 1808085QD110); 安徽省科技重大专项(18030701214); 安徽省科技计划项目(1704e1002238); 安徽科技学院稳定人才项目; 大学生创新创业训练计划项目(2018S10879083)

Project supported: The National Key R&D Program of China (2017YFD0200808); The Young Scientists Fund of the National Natural Science Foundation of China (21607002, 41705107); The Natural Science Foundation of Anhui Province, China (1708085QD85, 1808085QD110); Major Special Projects of Science and Technology in Anhui Province (18030701214); Anhui Science and Technology Project (1704e1002238); Talent Projects of Anhui Science and Technology University; College Students' Innovation and Entrepreneurship Training Project (2018S10879083)

the Cu, Zn, and Cd contents of manure biochars consistently increased during the pyrolysis process, exceeding the standard limits for direct field use. The Cd content in pig manure biochar reached up to $34.36 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. These results show that converting animal manure to biochar followed by agricultural application may be viable for soil C sequestration, improvement of soil nutrient status, and efficient disposal of considerable amounts of animal manure; however, the soil contamination risk with heavy metals should be given greater attention. Long-term field studies are required that focus on the environmental performance of manure biochars, which are important to enable the development of more scalable biochar strategies.

Keywords: animal manure; biochar; carbon emission; nutrient; heavy metal

畜禽粪便是畜禽养殖过程中产生的一种副产物,也是一种生物质资源。我国是畜禽养殖大国,每年产生大量的畜禽粪便。当前我国每年畜禽粪污产生量约 $3.8 \times 10^9 \text{ t}$,但综合利用率不足 60%^[1]。2017 年国务院办公厅印发《关于加快推进畜禽养殖废弃物资源化利用的意见》指出,到 2020 年,全国畜禽粪污综合利用率要达到 75% 以上。可见,如何提高畜禽粪污综合利用率已经成为迫切需要解决的问题,亟需开辟畜禽粪便资源化利用新途径。

近年来,生物炭技术在固体废弃物处理方面表现出多重优势,引起了研究者的广泛青睐^[2-4]。随着研究深入,畜禽粪便热解制备生物炭成为一种可以快速实现其无害化、减量化和资源化的处理方式^[5]。此外,畜禽粪便生物炭还可以作为土壤调理剂和有机肥生产辅料,具有显著的环境经济效益^[6]。

我国畜禽粪便产生量及环境效应方面的估算已有相关研究^[7-8],但畜禽粪便转化生物炭后的固碳量及养分资源量的估算,至今未见相关报道。

为此,本文在实验室条件下,把我国主要畜禽粪便(牛粪、猪粪和鸡粪)热解转化为生物炭,根据生物炭的产率、碳含量及养分含量,结合畜禽粪便产量,估算我国主要畜禽粪便转化生物炭后固碳量及养分资源量,展现其应用前景,同时对其田间施用后重金属污染潜在环境风险进行预测,为相关的科学研究及政策的制定提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 畜禽粪便产量的估算

本文所指畜禽粪便主要包括牛粪、猪粪和鸡粪。根据 2016 年《中国畜牧兽医年鉴》^[9]相关资料,获得各省、自治区及直辖市的畜禽饲养量数据。畜禽粪便量按照饲养量×饲养周期×排放系数进行计算。

牛主要分为奶牛和肉牛,以年末存栏量作为饲养量,饲养周期为 1 a ^[10];猪,以年出栏量作为饲养量,饲养周期为 199 d ^[8];鸡分为肉鸡和蛋鸡,肉鸡以年出栏

量作为饲养量,饲养周期较短为 55 d ^[7],蛋鸡以年末存栏量作为饲养量,饲养周期为 1 a ^[10]。由于 2016 年《中国畜牧兽医年鉴》中,没有肉鸡年出栏量和蛋鸡年末存栏量的相关数据,本文选取 70% 家禽年出栏量作为肉鸡年出栏量,80% 家禽年末存栏量作为蛋鸡的年末存栏量。

通过对文献的比较分析,本研究的畜禽粪便排放系数参照王方浩等^[7]的研究方法,其中猪为 $5.30 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$,肉牛为 $7.70 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$,奶牛为 $19.40 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$,肉鸡为 $0.10 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$,蛋鸡为 $53.30 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

1.2 畜禽粪便生物炭的制备

牛粪、猪粪和鸡粪分别取自安徽省凤阳县某养牛场、养猪场和养鸡场。粪便风干后,破碎混匀,过 2 mm 尼龙筛。将一定质量处理后的粪便放入特定的热解装置内,500 °C 限氧条件下热解 2 h,获得畜禽粪便生物炭^[11],每组实验设置 2 次重复。

1.3 分析方法

畜禽粪便生物炭的产率通过质量差法进行测定,畜禽粪便生物炭的碳和氮含量用 Vario EL III 元素分析仪测定,畜禽粪便生物炭中磷含量和钾含量的分析方法参考《土壤农业化学分析》^[12]中土壤养分分析,畜禽粪便生物炭经硝酸-高氯酸消化后,消化液用 iCAP-7200 电感耦合等离子体发射光谱仪测定重金属含量。

1.4 畜禽粪便生物炭固碳量的估算

固碳量的计算公式如下:

$$GT = \sum Q_i \times CS_i \quad (1)$$

式中:GT 为固碳量, 10^4 t ; Q_i 为畜禽粪便产量, 10^4 t ; CS_i 为固碳率,%; i 为第 i 种畜禽。

$$CS_i = \eta_i \times C_i \quad (2)$$

式中: η_i 为生物炭的产率,%; C_i 为生物炭含碳量,%。

1.5 畜禽粪便生物炭养分量的估算

总养分量的计算公式如下:

$$ST = SN_{(N)} + SP_{(P_2O_5)} + SK_{(K_2O)} \quad (3)$$

式中:ST 为总养分量, 10^4 t ; $SN_{(N)}$ 为畜禽粪便生物炭中

氮素资源量, 10^4 t; $SP_{(P_2O_5)}$ 为畜禽粪便生物炭中磷素 (P_2O_5) 资源量, 10^4 t; $SK_{(K_2O)}$ 为畜禽粪便生物炭中钾素 (K_2O) 资源量, 10^4 t。

$$SN_{(N)} = \sum Q_i \times N_i \quad (4)$$

式中: Q_i 为畜禽粪便生物炭产量, 10^4 t; N_i 为 i 种畜禽粪便生物炭中氮素养分含量, %; i 为第 i 种畜禽。

$$SP_{(P_2O_5)} = \sum Q_i \times Ph_i \times 2.29 \quad (5)$$

式中: Ph_i 为第 i 种畜禽粪便生物炭中磷素养分含量, %; 2.29 为单质磷折算为 P_2O_5 的系数。

$$SK_{(K_2O)} = \sum Q_i \times P_{oi} \times 1.2 \quad (6)$$

式中: P_{oi} 为第 i 种畜禽粪便生物炭中钾素养分含量, %; 1.2 为单质钾折算为 K_2O 的系数。

2 结果与分析

2.1 2015年我国畜禽粪便产量及分布

从表1可以看出, 2015年我国畜禽粪便总产量达到 1.903×10^9 t, 牛粪产量最高、猪粪次之、鸡粪最低, 其产量分别占总产量的 45.2%、39.2% 和 15.6%。从不同省(市、区)畜禽粪便产量的分布看, 全国畜禽粪便主要集中在传统畜牧业大省, 其中, 产量最多的为河南省, 其产量约为 1.7×10^8 t。畜禽粪便产量超过 1×10^8 t 的省份主要有河南、四川、山东、河北、湖南 5 个省, 其畜禽粪便总产量占全国的 34.9%。畜禽粪便产量在 $5 \times 10^7 \sim 1 \times 10^8$ t 的省(市、区)有 13 个, 其产量占全国的 48.4%。畜禽粪便产量较低的主要是上海、北京和天津, 其产量均低于 1×10^7 t, 而上海的产量最低仅为 3.8×10^6 t。此外, 牛粪、猪粪和鸡粪产量最高的分别是内蒙古、四川和河南; 牛粪产量最低的是上海, 猪粪和鸡粪产量最低的均是西藏。

2.2 生物炭的产率、含碳量、固碳率及固碳量估算

从表2可以看出, 畜禽粪便生物炭的平均产率为 50.7%, 其中, 鸡粪生物炭的产率最高, 其次为猪粪生物炭, 牛粪生物炭产率最低。畜禽粪便制备的生物炭平均含碳量为 34.4%, 含碳量的顺序为牛粪生物炭 > 猪粪生物炭 > 鸡粪生物炭。畜禽粪便生物炭的固碳率平均为 16.9%, 固碳率的顺序为猪粪生物炭 > 牛粪生物炭 > 鸡粪生物炭。

从表3可以看出, 我国畜禽粪便生物炭固碳量达到 3.51×10^8 t, 牛粪生物炭固碳量最高、猪粪生物炭次之、鸡粪生物炭最低, 其固碳量分别占总固碳量的 46.0%、45.1% 和 9.0%。从不同省(市、区)畜禽粪便生物炭固碳量的分布看, 其分布规律与畜禽粪便产量分布规律相似(表1)。固碳量最多的是河南省, 约为

表1 2015年我国各省畜禽粪便产量(10^4 t)

Table 1 Estimated amount of animal manure in 2015 (10^4 t)

省(市、区) Province(Cities, Autonomous regions)	牛粪 Dairy manure	猪粪 Swine manure	鸡粪 Chicken manure	总计 Total
北京 Beijing	279.83	299.96	116.51	696.29
天津 Tianjin	399.17	398.68	149.98	947.82
河北 Hebei	5 093.35	37 45.35	1 836.97	10 675.66
山西 Shanxi	1 007.73	826.57	411.50	2 245.80
内蒙古 Inner Mongolia	7 860.32	947.65	235.51	9 043.48
辽宁 Liaoning	3 302.18	2 822.06	2 240.15	8 364.40
吉林 Jilin	3 748.44	1 755.34	855.25	6 359.02
黑龙江 Heilongjiang	6 162.06	1 965.33	699.48	8 826.87
上海 Shanghai	112.52	215.58	48.22	376.32
江苏 Jiangsu	458.07	3 141.21	1 587.88	5 187.17
浙江 Zhejiang	158.51	1 387.56	379.10	1 925.18
安徽 Anhui	1 333.28	3 142.16	1 307.24	5 782.68
福建 Fujian	357.26	1 801.22	674.71	2 833.19
江西 Jiangxi	2 148.61	3 419.86	1 122.92	6 691.40
山东 Shandong	5 132.04	5 100.63	3 296.06	13 528.73
河南 Henan	7 099.40	6 508.76	3 338.12	16 946.28
湖北 Hubei	1 997.26	4 601.87	1 693.80	8 292.93
湖南 Hunan	3 058.07	6 409.62	1 528.67	10 996.36
广东 Guangdong	1 120.76	3 863.79	1 759.07	6 743.62
广西 Guangxi	857.79	3 603.70	1 647.10	6 108.59
海南 Hainan	393.87	586.10	280.56	1 260.53
重庆 Chongqing	871.91	2 235.86	676.46	3 784.23
四川 Sichuan	4 671.18	7 632.34	1 938.81	14 242.33
贵州 Guizhou	2 810.26	1 893.50	395.33	5 099.09
云南 Yunnan	5 630.88	3 639.77	614.08	9 884.73
西藏 Tibet	4 358.45	19.09	6.20	4 383.74
陕西 Shaanxi	1 630.07	1 271.55	307.58	3 209.19
甘肃 Gansu	3 816.77	734.07	180.91	4 731.75
青海 Qinghai	3 804.56	145.02	13.53	3 963.12
宁夏 Ningxia	1 241.93	96.51	43.74	1 382.18
新疆 Xinjiang	5 090.23	488.43	246.65	5 825.31
总计 Total	86 006.76	74 699.13	29 632.10	190 337.99

注: 未包括香港、澳门和台湾数据。

Note: Data of Hong Kong, Macao and Taiwan are not included.

3.1×10^7 t; 而固碳量最少的则为上海市, 约为 7.2×10^5 t。此外, 牛粪、猪粪和鸡粪固碳量分布规律与各自粪便产量分布规律相一致(表1)。

2.3 畜禽粪便生物炭的养分含量及养分资源量的估算

从表4可以看出, 畜禽粪便生物炭的总氮、总磷和总钾的平均含量分别为 1.9%、1.9% 和 2.1%。总氮含量大小顺序为牛粪生物炭 > 猪粪生物炭 > 鸡粪生物炭; 总磷含量大小顺序为猪粪生物炭 > 鸡粪生物炭 >

表2 畜禽粪便生物炭的产率、含碳量及固碳率(%)

Table 2 Yield, carbon content and carbon sequestration ration of animal manure-derived biochar(%)

畜禽粪便生物炭 Animal manure-derived biochar	产率 Biochar yield	含碳量 Carbon content	固碳率 Carbon sequestration
牛粪生物炭 Dairy manure biochar	44.2±0.57c	42.5±0.28a	18.8±0.37b
猪粪生物炭 Swine manure biochar	50.0±0.35b	42.4±0.64a	21.2±0.45a
鸡粪生物炭 Chicken manure biochar	57.8±0.07a	18.3±0.14b	10.6±0.07c

注: 同列不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。

Note: The different lowercase letters in a column indicate significant differences among treatments at $P<0.05$.

牛粪生物炭;总钾含量大小顺序为鸡粪生物炭>牛粪生物炭>猪粪生物炭。总体上,畜禽粪便转化为生物炭后,其总磷和总钾含量都得到不同程度的富集。牛粪制备的生物炭中氮含量高于猪粪和鸡粪制备的生物炭,是因为牛粪制备过程中氮得到富集,而猪粪和鸡粪制备过程中氮大量损失,这可能是由于畜禽粪便中含氮化合物的种类、含量及热解行为不同,导致其在生物炭中氮的富集和损失量不同,相关内容还有待进一步的研究。

从表5可以看出,畜禽粪便生物炭的总养分为 1.73×10^8 t,其中牛粪生物炭、猪粪生物炭和鸡粪生物炭的养分量分别占总养分的33.9%、45.5%和20.7%;此外,氮、磷(P_2O_5)和钾(K_2O)分别占总养分的32.6%、46.8%和20.6%。

2.4 畜禽粪便生物炭中的重金属含量

从表6可以看出,畜禽粪便生物炭中的重金属含量总体遵循以下规律:猪粪生物炭>牛粪生物炭>鸡粪生物炭。猪粪生物炭中重金属Pb、Cu、Zn和Cd含量均高于牛粪生物炭与鸡粪生物炭,而鸡粪生物炭中Cr含量最高。此外,3种生物炭中的Zn含量均高于其他重金属的含量。

3 讨论

3.1 畜禽粪便产量及其转化为生物炭后的固碳量和养分资源量

2015年我国畜禽粪便产生总量为 1.90×10^9 t,低于王方浩等^[7]估算的2003年畜禽粪便量 3.11×10^9 t、耿维等^[8]估算的2010年畜禽粪便量 2.24×10^9 t和朱建春等^[13]估算的2011年畜禽粪便量 2.55×10^9 t,导致结果不同的原因:一方面,近年来中国畜禽养殖结构发生变化,猪和家禽出栏量增加,牛年底存栏量减少;另一方面,畜禽产污系数选取不同,也会导致估算量的差异^[8,13]。此外,本研究只选取了牛、猪和鸡作为主要研究对象,低估了畜禽粪便产生总量。畜禽粪便产量

表3 畜禽粪便生物炭的固碳量(10^4 t)Table 3 Carbon sequestration amount of animal manure-derived biochar(10^4 t)

省(市、区) Province(Cities, Autonomous regions)	牛粪 Dairy manure	猪粪 Swine manure	鸡粪 Chicken manure	总固碳量 Total carbon sequestration
北京 Beijing	52.47	63.53	12.33	128.33
天津 Tianjin	74.84	84.44	15.87	175.15
河北 Hebei	955.00	793.26	194.35	1 942.62
山西 Shanxi	188.95	175.07	43.54	407.55
内蒙古 Inner Mongolia	1 473.81	200.71	24.92	1 699.44
辽宁 Liaoning	619.16	597.71	237.01	1 453.88
吉林 Jilin	702.83	371.78	90.48	1 165.10
黑龙江 Heilongjiang	1 155.39	416.26	74.00	1 645.65
上海 Shanghai	21.10	45.66	5.10	71.86
江苏 Jiangsu	85.89	665.31	168.00	919.20
浙江 Zhejiang	29.72	293.89	40.11	363.72
安徽 Anhui	249.99	665.51	138.31	1 053.81
福建 Fujian	66.99	381.50	71.38	519.87
江西 Jiangxi	402.86	724.33	118.81	1 246.00
山东 Shandong	962.26	1 080.31	348.72	2 391.29
河南 Henan	1 331.14	1 378.56	353.17	3 062.87
湖北 Hubei	374.49	974.68	179.20	1 528.37
湖南 Hunan	573.39	1 357.56	161.73	2 092.68
广东 Guangdong	210.14	818.35	186.11	1 214.60
广西 Guangxi	160.84	763.26	174.26	1 098.36
海南 Hainan	73.85	124.14	29.68	227.67
重庆 Chongqing	163.48	473.55	71.57	708.61
四川 Sichuan	875.85	1 616.53	205.13	2 697.50
贵州 Guizhou	526.92	401.04	41.83	969.79
云南 Yunnan	1 055.79	770.90	64.97	1 891.66
西藏 Tibet	817.21	4.04	0.66	821.91
陕西 Shaanxi	305.64	269.31	32.54	607.49
甘肃 Gansu	715.64	155.48	19.14	890.26
青海 Qinghai	713.36	30.72	1.43	745.50
宁夏 Ningxia	232.86	20.44	4.63	257.93
新疆 Xinjiang	954.42	103.45	26.10	1 083.96
总计 Total	16 126.27	15 821.28	3 135.08	35 082.62

注: 未包括香港、澳门和台湾数据。

Note: Data of Hong Kong, Macao and Taiwan are not included.

表4 畜禽粪便及其生物炭的养分含量(%)
Table 4 Nutrient of animal manure and its derived biochar(%)

畜禽粪便及其生物炭 Animal manure and its derived biochar	总氮含量 Total nitrogen content	总磷含量 Total phosphorus content	总钾含量 Total potassium content
牛粪 Dairy manure	1.3	0.5	0.3
牛粪生物炭 Dairy manure biochar	3.0	0.9	1.5
猪粪 Swine manure	3.2	2.6	0.6
猪粪生物炭 Swine manure biochar	1.6	3.0	0.6
鸡粪 Chicken manure	1.9	0.8	2.6
鸡粪生物炭 Chicken manure biochar	1.0	1.8	4.1

表5 畜禽粪便生物炭的养分资源量(10^4 t)
Table 5 Nutrient resource amount of animal manure-derived biochar(10^4 t)

畜禽粪便生物炭 Animal manure-derived biochar	养分资源量 Nutrient resource			总养分量 Total nutrient
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	
牛粪生物炭 Dairy manure biochar	2 545.80	1 752.90	1 548.12	5 846.83
猪粪生物炭 Swine manure biochar	2 211.09	5 097.62	537.83	7 846.54
鸡粪生物炭 Chicken manure biochar	877.11	1 228.22	1 465.01	3 570.34
总计 Total	5 634.00	8 078.74	3 550.96	17 263.71

表6 畜禽粪便生物炭的重金属含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Table 6 Heavy metal content of animal manure-derived biochar($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

畜禽粪便生物炭 Animal manure-derived biochar	Pb	Cu	Zn	Cr	Cd
牛粪生物炭 Dairy manure biochar	17.32	163.20	1 033.00	12.90	0.77
猪粪生物炭 Swine manure biochar	18.77	542.60	2 779.00	13.08	34.36
鸡粪生物炭 Chicken manure biochar	14.67	100.30	773.80	51.07	1.18

中,牛粪>猪粪>鸡粪,这和以往的研究结论相一致^[10,13]。

当生物炭生产设备和原料确定后,热解温度是影响生物炭性质(产率、元素组成等)的最重要参数^[11,14-15]。生物炭的产率、含碳量及养分元素的含量直接影响到生物炭的固碳量及养分资源量。一般来说,畜禽粪便生物炭产率高于作物秸秆,但作物秸秆生物炭中的碳含量明显高于畜禽粪便生物炭^[6],例如,粮食作物秸秆生物炭平均产率为30%,平均含碳量为63.2%^[17],而本文畜禽粪便生物炭的平均产率为50.7%,平均含碳量仅为34.4%,这主要是与畜禽粪便原材料中丰富的无机矿物组分有关,和王焯平等^[6]研究结论相一致。而不同畜禽粪便生物炭的产率和含碳量的差异,主要是由于畜禽粪便的组成及其热解行为的差异。有研究报道,热解炭化通过影响其炭化组分(挥发分、固定碳和灰分)产率进而影响生物炭的产率和含碳量^[6]。

2015年我国畜禽粪便转化生物炭后固碳量为 3.51×10^8 t(表3),《中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报》指出,我国2005年温室气体排放量为 7.47×10^9 CO₂当量(折合碳约 2.04×10^9)^[18],可见,若把

我国畜禽粪便全部转化为生物炭可减少我国约17.2%的碳排放量。当然,生物炭固定碳的稳定性由生物炭原材料、热解温度及输入土壤环境的特征共同决定^[19-21]。大量研究表明,生物炭施入土壤后的损失量短期内不超过10%^[22-24],并且100 a尺度下损失量也仅在3%~26%之间^[25],这和生物炭的固碳总量相比只占较少部分。

李飞跃等^[17]研究表明,将中国粮食作物秸秆转化为生物炭可减少我国13.2%的碳排放;姜志翔等^[26],采用生命周期评价方法,估算了我国每年利用农林生物质热解制备生物炭,其温室效应净潜力为 5.32×10^8 t CO₂当量;Woolf等^[27]指出,应用生物质热解炭化技术,每年可减少人类温室气体排放总量的12%;Lenton等^[28]研究表明,有机质转化生物黑炭可以封存人类活动排放CO₂总量的1/4^[28];可见,生物炭固碳作用潜力巨大,前景较好。

此外,畜禽粪便中含有大量的营养元素,转化为生物炭后其营养元素得以保留。本文估算我国畜禽粪便转化生物炭的总养分量为 1.73×10^8 t。这些畜禽粪便生物炭可以用作有机肥的堆肥辅料,增加堆肥总养分^[6],或直接施入土壤后提高土壤养分,能够减少

我国化肥生产量与施用量,具有较好的环境经济生态效益,前景较好。

3.2 畜禽粪便生物炭田间施用潜在重金属污染风险

畜禽养殖的饲料中高浓度重金属添加剂的使用,导致畜禽粪便中具有较高重金属残留^[29]。而畜禽粪便含有的大量重金属元素,在其转化为生物炭后,仍得到保留甚至富集。仓龙等^[30]研究表明,植物源(麦秆和松针)生物炭重金属含量低且在土壤中的积累有限,环境风险小。然而,和植物源生物炭相比,畜禽粪便制备的生物炭,其重金属含量是其综合利用的限制因子^[31]。本文中牛粪、猪粪和鸡粪生物炭中重金属Cu、Zn和Cd含量与王焯平等^[32]在相近温度下制备的生物炭中重金属Cu、Zn和Cd含量相当,且均超标。

和堆肥相比,畜禽粪便转化为生物炭后,重金属被固定在生物炭中并长期处于封存状态,被认为是一种非常有前景的处理畜禽粪便的方法^[33]。此外,畜禽粪便转化为生物炭后,重金属的形态也发生变化。Meng等^[34]研究表明,猪粪转化为生物炭后,可交换态的Cu和Zn转化为相对稳定的形式,进而降低了其生态毒性。本试验中畜禽粪便转化为生物炭后重金属的形态变化及其生态毒性还有待做进一步的研究。另外,热解温度也会影响重金属的形态,高温利于重金属以稳定形态存在于生物炭中^[35-36]。

畜禽粪便生物炭作为一种外源物料施用农田,目前没有相关标准,本文参考现有的有机肥料标准(表7),综合考虑后采用德国腐熟堆肥标准作为畜禽粪便生物炭重金属含量情况的评价指标^[37]。据此得到畜禽粪便生物炭中的Pb和Cr含量均不超标,然而牛粪生物炭Cu和Zn分别超标63.2%和158.3%,猪粪生物炭Cu、Zn和Cd分别超标4.4、6.0倍和21.9倍,鸡粪生物炭Cu和Zn分别超标0.3%和93.5%。

此外,畜禽粪便生物炭施入土壤后,还要考虑土壤环境质量标准中重金属的限值,表7列出了一些土壤环境质量中重金属的限制标准,其中,温室蔬菜产地环境质量评价标准(HJ/T 333—2006)^[38]中对于重金属的要求最为严格,而2018年刚颁布通过的土壤质量标准-农用地土壤污染风险管控标准-筛选值(GB 15618—2018)^[39]中的重金属限值具有代表性,被采用作为畜禽粪便生物炭施入农田后评价标准。据此得到牛粪生物炭中重金属Cu、Zn和Cd分别超过土壤限量标准的2.3、4.2倍和1.6倍;猪粪则分别为9.9、54.6倍和113.5倍;鸡粪则分别为1.0、2.9倍和2.9倍;当然,畜禽粪便生物炭中的重金属,进入土壤后还要经过一系列包括吸附、络合、沉淀和还原反应,从而控制它们的浸出、径流损失和生物利用度,这些除了考虑重金属总量外,还要考虑其形态、分布及其效应^[35,40]。综上,畜禽粪便生物炭还田存在潜在重金属污染风险,还需要作进一步的评估。

本文畜禽粪便生物炭中Cd成为最重要的限制因子,特别是猪粪生物炭,Cd已经超过有机肥料标准,不能直接还田。假设牛粪和鸡粪生物炭还田施用量为0.5%(每公顷 $1 \times 10^4 \text{ m}^2$,根层深度20 cm,土壤容重为 $1.1 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$),按每年2季作物计算,全年的生物炭用量为1%,连续施用5 a,土壤中Cd的累积量分别为 $0.0385 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.059 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。此外,若以农用地土壤污染风险管控标准-筛选值(GB 15618—2018)^[39]中规定的Cd含量为基础背景值,达到农用地土壤污染风险管控标准-管控值(GB 15618—2018)^[39]中Cd的含量为限值,生物炭施用量为1%(低施用量)和5%(高施用量),则土壤安全年限牛粪生物炭为181 a和36 a;鸡粪生物炭为118 a和23 a。朱建春等^[29]研究表明,猪粪农用的主要重金属是Cu、Zn和Cd,其中

表7 土壤环境质量和有机肥中重金属限制标准($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Table 7 Limit standards of heavy metal for soil environmental quality and organic fertilizer($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

评价标准 Evaluation criterion	重金属含量 Heavy metal content					
	Pb	Cu	Zn	Cr	Cd	
土壤质量标准 Soil quality standards	农用地土壤污染风险管控标准-筛选值(GB 15618—2018)	90	50	200	150	0.3
	农用地土壤污染风险管控标准-管控值(GB 15618—2018)	500	—	—	850	2
	温室蔬菜产地环境质量评价标准(HJ/T 333—2006)	50	50	200	150	0.3
	食用农产品产地环境质量评价标准(HJ/T 332—2006)	80	50	200	150	0.3
有机肥料标准 Organic fertilizer standards	农用污泥污染物控制标准(GB 4284—2018)	300	500	1200	500	3
	有机肥料(NY 525—2012)	50	—	—	150	3
	德国腐熟堆肥	150	100	400	100	1.5

注:—表示无数据。

Note:— no data.

Cu、Zn不足100 a达到土壤允许值,Cd达到容许量的时间为18.3~99.3 a。可见,畜禽粪便生物炭田间施用存在重金属污染风险,必须作进一步的评估,严格控制。

然而,本文的研究和讨论只是针对某个养殖场畜禽粪便在一个温度下制备的畜禽粪便生物炭基本性质开展的,未考虑不同温度下及不同来源畜禽粪便原料制备的生物炭的性质差异,也未考虑生物炭施入土壤后的稳定性、养分及重金属的有效性及其在土壤中随时间所发生的变化。因此,畜禽粪便生物炭在田间施用的优势及潜在风险仍然需要深入研究,为准确合理评估畜禽粪便生物炭农田施用的环境生态效应提供数据支持。

4 结论

(1)我国2015年畜禽粪便生物炭固碳量达到 3.51×10^8 t,相当于我国2005年约17.2%的碳排放量,固碳减排潜力巨大。

(2)我国畜禽粪便转化生物炭的总养分量为 1.73×10^8 t,养分总量巨大,直接或间接还田后,可以减少化肥施用量。

(3)畜禽粪便生物炭中Cu、Zn和Cd的含量超标,特别是猪粪生物炭中Cd超标极其严重,不能直接还田,牛粪和鸡粪生物炭还田存在潜在重金属污染风险,必须严格管控。

参考文献:

- [1] 张晶. 规模化猪场粪污处理与资源化利用浅谈[J]. 饲料与畜牧, 2017(10):1. ZHANG Jing. Discussion on excrement treatment and resource utilization of large scale pig farms[J]. *Feed and Animal Husbandry*, 2017(10): 1.
- [2] Qamrani N A, Rahman M M, Won S, et al. Biochar properties and eco-friendly applications for climate change mitigation, waste management, and wastewater treatment: A review[J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2017, 79: 255-273.
- [3] Vithanage M, Rajapaksha A U, Ahmad M, et al. Biochar for waste management and environmental sustainability[M]//Sustainable Solid Waste Management, American Society of Civil Engineers, 2016: 273-292.
- [4] 何绪生, 耿增超, 余雕, 等. 生物炭生产与农用的意义及国内外动态[J]. 农业工程学报, 2011, 27(2): 1-7. HE Xu-sheng, GENG Zeng-chao, SHE Diao, et al. Implications of production and agricultural utilization of biochar and its international dynamics[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2011, 27(2): 1-7.
- [5] 王立华, 林琦. 热解温度对畜禽粪便制备的生物炭性质的影响[J]. 浙江大学学报(理学版), 2014, 41(2): 185-190. WANG Li-hua, LIN Qi. Characterization of poultry and swine manure-derived biochar as affected by pyrolysis temperature[J]. *Journal of Zhejiang University(Science Edition)*, 2014, 41(2): 185-190.
- [6] 王煌平, 张青, 李昱, 等. 热解温度对畜禽粪便生物炭产率及理化特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(11): 2208-2214. WANG Huang-ping, ZHANG Qing, LI Yu, et al. Effects of pyrolysis temperature on yield and physicochemical characteristics of biochar from animal manures[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(11): 2208-2214.
- [7] 王方浩, 马文奇, 窦争霞, 等. 中国畜禽粪便产生量估算及环境效应[J]. 中国环境科学, 2006, 26(5): 614-617. WANG Fang-hao, MA Wen-qi, DOU Zheng-xia, et al. The estimation of production amount of animal manure and its environmental effect in China[J]. *China Environmental Science*, 2006, 26(5): 614-617.
- [8] 耿维, 胡林, 崔建宇, 等. 中国区域畜禽粪便能源潜力及总量控制研究[J]. 农业工程学报, 2013, 29(1): 171-179. GENG Wei, HU Lin, CUI Jian-yu, et al. Biogas energy potential for livestock manure and gross control of animal feeding in region level of China[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2013, 29(1): 171-179.
- [9] 负旭江, 宋毅. 中国畜牧兽医年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 2016: 156-159. YUN Xu-jiang, SONG Yi. China animal husbandry and veterinary yearbook[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2016: 156-159.
- [10] 田宜水. 中国规模化养殖场畜禽粪便资源沼气生产潜力评价[J]. 农业工程学报, 2012, 28(8): 230-234. TIAN Yi-shui. Potential assessment on biogas production by using livestock manure of large-scale farm in China[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2012, 28(8): 230-234.
- [11] 李飞跃, 汪建飞, 谢越, 等. 热解温度对生物炭碳保留量及稳定性的影响[J]. 农业工程学报, 2015, 31(4): 266-271. LI Fei-yue, WANG Jian-fei, XIE Yue, et al. Effects of pyrolysis temperature on carbon retention and stability of biochar[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2015, 31(4): 266-271.
- [12] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科学出版社, 2000: 166, 188. LU Ru-kun. Agricultural chemical analysis of soil[M]. Beijing: China Agricultural Science Press, 2000: 166, 188.
- [13] 朱建春, 张增强, 樊志民, 等. 中国畜禽粪便的能源潜力与氮磷耕地负荷及总量控制[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(3): 435-445. ZHU Jian-chun, ZHANG Zeng-qiang, FAN Zhi-min, et al. Biogas potential, cropland load and total amount control of animal manure in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(3): 435-445.
- [14] Zhao L, Cao X D, Mašek O, et al. Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 256/257: 1-9.
- [15] Kloss S, Zehetner F, Dellantonio A, et al. Characterization of slow pyrolysis biochars: Effects of feedstocks and pyrolysis temperature on biochar properties[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 41(4): 990-1000.
- [16] Enders A, Hanley K, Whitman T, et al. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance[J]. *Bioresource*

- Technology*, 2012, 114(3): 644-653.
- [17] 李飞跃, 汪建飞. 中国粮食作物秸秆焚烧排碳量及转化生物炭固碳量的估算[J]. 农业工程学报, 2013, 29(14): 1-7.
Li Fei-yue, WANG Jian-fei. Estimation of carbon emission from burning and carbon sequestration from biochar producing using crop straw in China[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2013, 29(14): 1-7.
- [18] 苏伟. 中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报[M]. 北京: 中国经济出版社, 2013: 58.
SU Wei. Second national bulletin on climate change of the People's Republic of China[M]. Beijing: China Economic Publishing House, 2013: 58.
- [19] Wang J Y, Xiong Z Q, Kuzyakov Y. Biochar stability in soil: Meta-analysis of decomposition and priming effects[J]. *Global Change Biology Bioenergy*, 2016, 8(3): 512-523.
- [20] Lehmann J, Czimczic C, Laird D, et al. Stability of biochar in soil[M]// *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, 2009: 183-205.
- [21] 李飞跃, 张丽, 李孝良, 等. 磷酸二氢钙与生物质共热解提高生物炭固碳效果[J]. 农业工程学报, 2016, 32(12): 201-205.
LI Fei-yue, ZHANG Li, LI Xiao-liang, et al. Biomass co-pyrolysis with calcium dihydrogen phosphate improving carbon fixation of biochar[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, 32(12): 201-205.
- [22] Hamer U, Marschner B, Brodowski S, et al. Interactive priming of black carbon and glucose mineralization[J]. *Organic Geochemistry*, 2004, 35(7): 823-830.
- [23] Li F Y, Cao X D, Zhao L, et al. Short-term effects of raw rice straw and its derived biochar on greenhouse gas emission in five typical soils in China[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2013, 59(5): 800-811.
- [24] Knoblauch C, Maarifat A A, Pfeiffer E M, et al. Degradability of black carbon and its impact on trace gas fluxes and carbon turnover in paddy soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(9): 1768-1778.
- [25] Zimmerman A R. Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar)[J]. *Environmental Science and Technology*, 2010, 44(4): 1295-1301.
- [26] 姜志翔, 郑浩, 李锋民, 等. 生物炭技术缓解我国温室效应潜力初步评估[J]. 环境科学, 2013, 34(6): 2486-2492.
JIANG Zhi-xiang, ZHENG Hao, LI Feng-min, et al. Preliminary assessment of the potential of biochar technology in mitigating the greenhouse effect in China[J]. *Environmental Science*, 2013, 34(6): 2486-2492.
- [27] Woolf D, Amonette J E, Streetperrott F A, et al. Sustainable biochar to mitigate global climate change[J]. *Nature Communications*, 2010, 1(5): 56.
- [28] Lenton T M. The potential for land-based biological CO₂ removal to lower future atmospheric CO₂ concentration[J]. *Carbon Management*, 2010, 1(1): 145-160.
- [29] 朱建春, 李荣华, 张增强, 等. 陕西规模化猪场猪粪与饲料重金属含量研究[J]. 农业机械学报, 2013, 44(11): 98-104.
ZHU Jian-chun, LI Rong-hua, ZHANG Zeng-qiang, et al. Heavy metal contents in pig manure and feeds under intensive farming and potential hazard on farmlands in Shaanxi Province, China[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2013, 44(11): 98-104.
- [30] 仓龙, 朱向东, 汪玉, 等. 生物质炭中的污染物含量及其田间施用的环境风险预测[J]. 农业工程学报, 2012, 28(15): 163-167.
CANG Long, ZHU Xiang-dong, WANG Yu, et al. Pollutant contents in biochar and their potential environmental risks for field application[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2012, 28(15): 163-167.
- [31] 孟俊. 猪粪堆制、热解过程中重金属形态变化及其产物的应用[D]. 杭州: 浙江大学, 2014: 52-75.
MENG Jun. Chang of heavy metal fractions during the posting and pyrolysis of swine manure and the applications of its composts and biochars[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2014: 52-75.
- [32] 王焯平, 张青, 栗方亮, 等. 热解温度对畜禽粪便生物炭重金属特征变化的影响[J]. 环境科学学报, 2018, 38(4): 1598-1605.
WANG Huang-ping, ZHANG Qing, LI Fang-liang, et al. Effect of pyrolysis temperature on the characteristics change of heavy metals in biochar derived from animal manure[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(4): 1598-1605.
- [33] Verheijen F G A, Jeffery S, Bastos A C, et al. Biochar application to soils: A critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions[M]. Luxembourg: Office for the Official Publications of the European Communities, 2009: 149.
- [34] Meng J, Liang S, Tao M, et al. Chemical speciation and risk assessment of Cu and Zn in biochars derived from co-pyrolysis of pig manure with rice straw[J]. *Chemosphere*, 2018, 200: 344-350.
- [35] Lin Q, Liang L, Wang L H, et al. Roles of pyrolysis on availability, species and distribution of Cu and Zn in the swine manure: Chemical extractions and high-energy synchrotron analyses[J]. *Chemosphere*, 2013, 93(9): 2094-2100.
- [36] Huang H, Yao W, Li R, et al. Effect of pyrolysis temperature on chemical form, behavior and environmental risk of Zn, Pb and Cd in biochar produced from phytoremediation residue[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 249: 487-493.
- [37] Verdonck O, Szmidi R A K. Compost specification[J]. *Acta Horticulture*, 1998, 469: 169-177.
- [38] 中华人民共和国国家标准. 温室蔬菜产地环境质量评价标准. HJ/T 333—2006[S].
National Standards of the People's Republic of China. Environmental quality evaluation standards for farmland of greenhouse vegetables production. HJ/T 333—2006[S].
- [39] 中华人民共和国国家标准. 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准. GB 15618—2018[S].
National Standards of the People's Republic of China. Soil environmental quality risk control standard for soil contamination of agricultural land. GB 15618—2018[S].
- [40] Bolan N, Adriano D, Mahimairaja S. Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure by-products[J]. *Critical Reviews in Environmental Science & Technology*, 2004, 34(3): 291-338.